Fisheries and Oceans Canada | Pêches et Océans Canada
Science | Sciences
National Capital Region

Canadian Science Advisory Secretariat
Science Advisory Report 2005/034

ASSESSMENT OF FINFISH CAGE AQUACULTURE IN THE MARINE ENVIRONMENT

Figure 1: Map of the Department of Fisheries and Oceans' (DFO) six administrative regions.

Context

Finfish cage aquaculture involves holding large numbers of fish in a restricted space. The cages are sites for the introduction of feed, other nutrients and metabolic wastes, and oxygen is removed from the water column directly due to respiration by the fish and indirectly due to breakdown of the feed and metabolic wastes by marine micro-organisms. These changes can occur both in the immediate vicinity of cages (near-field) and at some distances away (far-field). Concern has been raised about the possible effects of these processes on coastal marine ecosystems.

Both the siting of finfish cage aquaculture facilities and their maximum capacity are currently regulated in part to protect the health of marine ecosystems. However the regulatory frameworks have been largely site-specific, developed locally or regionally, and have not been reconciled with each other around the country. More importantly, the scientific foundations for the approaches to regulation have rarely been linked explicitly to provisions in the management approaches.

A meeting was held in Sidney, BC, in February 2005, to review a number of scientific working papers, which brought together published information and original research on the evidence for effects of finfish cage aquaculture on components of marine ecosystems. The information in the working papers was augmented by the knowledge of meeting participants with backgrounds in science, management, the aquaculture industry, and public interest groups. The meeting participants identified a large number of knowledge gaps which require further research, and these are reported in the Proceedings of this meeting (2005/006). However, with the knowledge currently available, a number of conclusions were drawn about the evidence for environmental effects of finfish cage aquaculture and the management practices of aquaculture to ensure a viable industry in a healthy marine ecosystem.

August 2005

Canada

Fisheries and Oceans Canada | Pêches et Océans Canada
Science | Sciences
National Capital Region
Canadian Science Advisory Secretariat
Science Advisory Report 2005/034

ASSESSMENT OF FINFISH CAGE AQUACULTURE IN THE MARINE ENVIRONMENT

Figure 1: Map of the Department of Fisheries and Oceans' (DFO) six administrative regions.

Context

Finfish cage aquaculture involves holding large numbers of fish in a restricted space. The cages are sites for the introduction of feed, other nutrients and metabolic wastes, and oxygen is removed from the water column directly due to respiration by the fish and indirectly due to breakdown of the feed and metabolic wastes by marine micro-organisms. These changes can occur both in the immediate vicinity of cages (near-field) and at some distances away (far-field). Concern has been raised about the possible effects of these processes on coastal marine ecosystems.

Both the siting of finfish cage aquaculture facilities and their maximum capacity are currently regulated in part to protect the health of marine ecosystems. However the regulatory frameworks have been largely site-specific, developed locally or regionally, and have not been reconciled with each other around the country. More importantly, the scientific foundations for the approaches to regulation have rarely been linked explicitly to provisions in the management approaches.

A meeting was held in Sidney, BC, in February 2005, to review a number of scientific working papers, which brought together published information and original research on the evidence for effects of finfish cage aquaculture on components of marine ecosystems. The information in the working papers was augmented by the knowledge of meeting participants with backgrounds in science, management, the aquaculture industry, and public interest groups. The meeting participants identified a large number of knowledge gaps which require further research, and these are reported in the Proceedings of this meeting (2005/006). However, with the knowledge currently available, a number of conclusions were drawn about the evidence for environmental effects of finfish cage aquaculture and the management practices of aquaculture to ensure a viable industry in a healthy marine ecosystem.

August 2005

Canada

SUMMARY

- The scientific foundations for management of the ecosystem effects of aquaculture are currently incomplete. However the tools and approaches used by DFO's Habitat Management for site-specific management are consistent with the scientific information that is available.

- While uniform industry-wide operational thresholds are inappropriate because of substantial variation in background levels in the indicators of effects on many space and time scales, consistent regulatory *approaches* with regional or local quantitative thresholds are possible.

- The management tools and approaches currently in use are focused primarily on near-field and site-specific regulatory applications. There may be far-field and cumulative effects, and quantifying and managing them will require new or modified approaches.

- Benthic monitoring methods suitable for assessing environmental effects of marine finfish aquaculture include the following: conventional macrofaunal community analysis, total free sulphides and zinc/copper (Zn/Cu) in surface sediments, underwater (U/W) video- and photography, and dissolved oxygen. All of the suggested benthic methods have strengths and weaknesses. All are useful for near-field monitoring but may be less suitable for far-field monitoring.

- The aquaculture waste model DEPOMOD has been applied at numerous fish farm sites around the world. Tests of the model in British Columbia (BC) were generally encouraging, and several practical pathways for further development of the model were identified. It is particularly important that uncertainty regarding model parameters be reduced through further research. DEPOMOD should not be used in isolation, and model predictions do not replace real observations and monitoring data.

- Dissolved oxygen is not yet an easily applied regulatory tool on a specific case-by-case basis, and views were mixed regarding its promise as a candidate for monitoring environmental quality in the coastal zone. However, it is one of the few options available for monitoring over hard bottoms. It is also a useful tool for predicting and assessing far-field effects in environments where oxygen levels may be a concern.

- Under some circumstances, finfish aquaculture has the potential to alter the trophic status of inlets on far-field scales. Different coastal regions may be more or less nutrient limited, and ecological responses to nutrient enrichment from fish farms will therefore not be the same in all areas. Variations in farm density and the distribution of farms and other sources will also influence the probability of far-field eutrophication effects from all sources.

- Mass balance calculations can be used to estimate the fractionation of aquaculture wastes and to compare the input of nutrients from finfish culture with other supply pathways. The reliability of such estimates will depend on the quality of the model parameters and the accuracy of the description of farm operations and ecosystem processes.

- The sensitivity of a particular marine habitat can be assessed by the following:
  - listing physical, chemical and biological factors which may affect the habitat;
  - quantifying these effects in terms of endpoints (e.g., loss of a portion of the habitat, reduction in the functional integrity of the habitat). Of the habitats examined, eelgrass is more sensitive to effects of aquaculture than kelp.

105-07251/

DESCRIPTION OF THE ISSUE

Both the siting of finfish cage aquaculture facilities and their maximum capacity are currently regulated in part to protect the health of marine ecosystems. However the regulatory frameworks have been developed locally or regionally, and have not been reconciled with each other around the country. More importantly, the scientific foundations for the approaches to regulation have rarely been linked explicitly to provisions in the management approaches. This Science Report applies the information from a number of working papers (see list of CSAS Research Documents under the Sources of Information section) and dialogue among experts to partially consolidate the scientific information referred to above, and relates this to existing management approaches.

ASSESSMENT OF ISSUE, CONCLUSIONS AND ADVICE

In the discussion of the individual working papers, a number of common themes emerged. These were brought together in a set of overall conclusions.

Benthic Monitoring Methods

Assessment

Finfish cage aquaculture potentially may affect the benthic community and composition of sediments around culture facilities, via several pathways. These effects are known to vary with many other factors about both the specific ecosystem and the practices of culture facilities. There is substantial debate about what to monitor in the marine benthic environment around culture facilities and how to use the information from benthic monitoring in regulating the facilities. From a literature review, presentation of results of new research and discussion, the following conclusions were drawn about methods for monitoring biological and chemical properties of the benthos and surface sediments in the area around cage aquaculture facilities.

Conclusions and Advice

1. The following methods presented in the working paper are suitable for assessing environmental effects of marine finfish aquaculture: conventional macrofaunal community analysis, total free sulphides and zinc/copper (Zn/Cu) analyses in surface sediments, underwater (U/W) video- and photography, and dissolved oxygen analyses. The applicability and practicality of each method is dependent on the environment being monitored, the strengths and weaknesses of the method, and the severity of the effects being assessed.

2. The choice of monitoring methods to be used at a particular location is determined by the existing bottom substrate type and spatial heterogeneity (see Fig. 2).

3. The strengths and weaknesses of each benthic monitoring method are summarized in Table 1. Threshold levels are available for conventional macrofaunal community analysis, total free sulphides and dissolved oxygen (as described in the working paper and Tables 1 and 2). The threshold levels of macrofauna and total sulphide, applicable only in fine-grained sediments, are linked to the organic enrichment gradient of Pearson and

Rosenberg (1978) and consequently may be more useful for Habitat Management purposes than other available methods.

4. A step-wise approach is recommended to identify sites where more detailed information may be required. More specific methods may be applied if initial cost-effective, relatively rapid methods indicate the potential for thresholds to be exceeded. The decision tree in Figure 2 can be used as a steering tool for additional methods.

5. Relative to sediment geochemical methods, macrofaunal community analysis is comparatively costly and time consuming. However, the latter method provides information about benthic biological responses integrated over time and space. No comparative information is available for the other methods listed in Table 1.

6. Full taxonomic (species-specific) analysis may not be required in site comparisons (farm/reference), since the macrofaunal community analysis can often be carried out by identifying to higher taxon (genus, family, class) only. However, this short-cut approach is not applicable where the organic enrichment gradient threshold is yet to be established.

7. Videography and photography are useful for all substrate types (soft, mixed, hard) but may only qualitatively (semi-quantitatively) assess changes in epifauna and sulphur bacterial mat coverage (i.e., visual assessment).

8. Measures of Zn/Cu, even when normalized for grain size effects and mineralogy (using lithium (Li) correlations), cannot be directly related to sediment toxicity because the measures do not consider the bioavailability of metals.

9. Zn with and without Li normalization can be a useful tracer of the spatial range at which effects may extend (although the ecological significance of the effect is not determined by this method). Interpretation of the distribution is dependent on the amount and nature of Zn added to feed by the manufacturer and sediment redox conditions.

10. Sampling design is recognized as critical in applying all benthic methods, but this was not part of the review of methods presented in the working paper. Despite this, there was consensus that application of any benthic monitoring method should take into account seasonal effects.

11. Reference sites should be sampled – as an initial sample in a time series analysis and at the end of an organic enrichment gradient in a spatial study. Reference sites should be carefully chosen as part of the pre-survey.

12. All of the suggested benthic methods are more useful for near-field monitoring but may not be as useful for far-field monitoring due to the different spatial resolution. These methods are likely to be among the tools used in the far-field, but the level of resolution will differ. Dissolved oxygen (and suspended particulate matter) can be measured over hard substrates when bottom sediments cannot be collected.

13. Methods considered to be important for further research include acoustic methods, U/W photography, video and sediment profile imaging, geochemical methods, use of bioindicator tools (such as taxonomic distinctness), and methods to monitor crevice macrofauna.

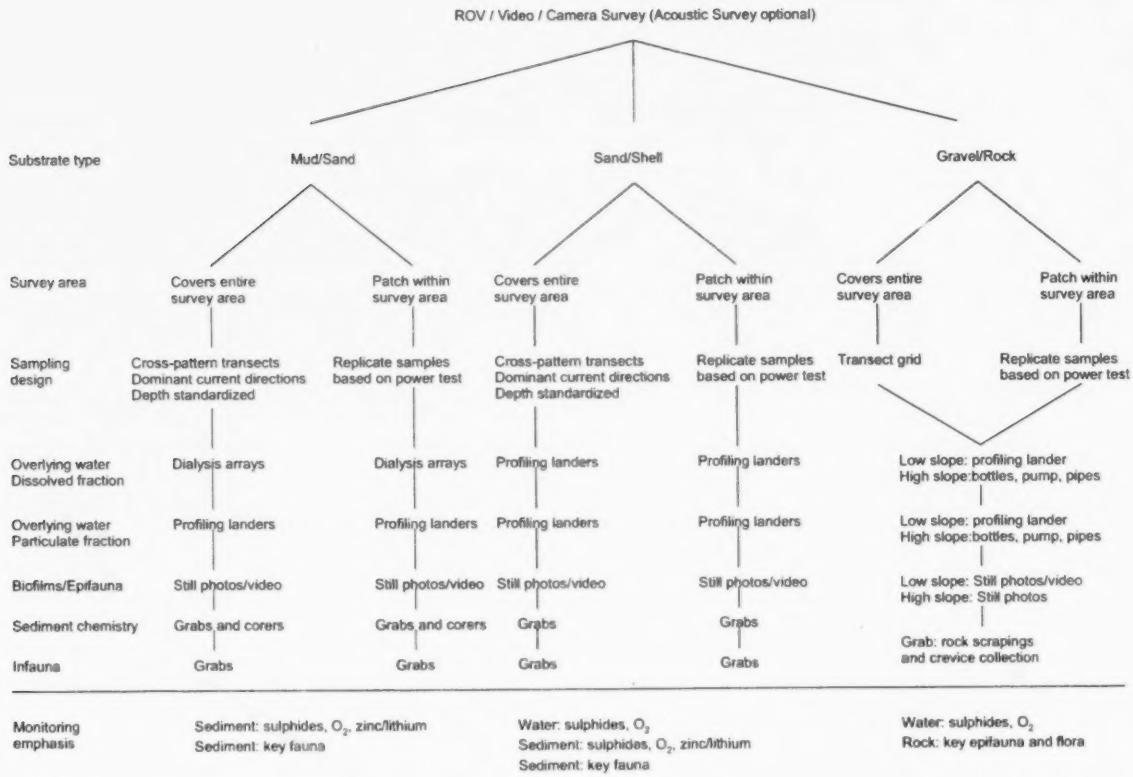

Figure 2: Decision tree to assist in choices of recommended benthic sampling methods (Sutherland, 2004).

Table 1: Strengths/Weaknesses of organic enrichment monitoring methods based on sediment sampling and grouped according to applicable goals (numbers refer to Table 1A).

*Strong = ***, Weak = *, 0 = not applicable, ? = unknown*

OPERATIONAL CRITERIA	ENVIRONMENTAL MONITORING METHOD									
	Conventional Macrofauna		Total S[2]		Zinc/ Copper		U/W Photo/Video		Dissolved Oxygen	
Goals	1-3	4	1-3	4	1-3	4	1-3	4	1-3	4
Soft substrate	***	*	***	*	**	*	**	*	***	*
Mixed substrate	0	0	0	0	0	0	**	*	***	*
Hard substrate	0	0	0	0	0	0	**	*	***	*
Scientific defensibility	***	*	***	*	**	*	**	*	***	*
Statistical testability	***	*	***	*	**	*	**	*	***	*
Threshold availability	***	*	***	0	?	?	?	?	**	*
Cost-effectiveness	*	0	***	0	?	?	?	?	?	?

Table 1A: Monitoring goals used in detecting and measuring organic enrichment effects resulting from finfish aquaculture.

GOALS	EFFECT MEASURED	HYPOTHESIS
1. Practical	Determines a relative degree of change	None, it triggers remediation or other management activity if a specified threshold (reference point) for a variable is exceeded
2. Site comparison	Difference between treatment/reference sites	H_0 reference = treatment site H_1 reference ≠ treatment site
3. Temporal	Before/after status	H_0 reference = treatment at t_0 H_1 reference ≠ treatment at t_1
4. Geographical	Limits of effect	H_0 reference condition throughout the study area H_1 reference and affected area delimited within the study area

Table 2: The organic enrichment gradient (after various authors). The organic carbon sedimentation rate increases from left to right. From DFO 2004.

TYPE OF MEASURE	SUCCESSIONAL STAGES				REFERENCE
	III	II	I	0	
Microbial	Normal	Oxic	Hypoxic	Anoxic	Poole et al. (1978)
Macrofaunal	Normal	Transitory	Polluted	Grossly polluted	Pearson and Rosenberg (1978)
Geochemical $S^{=}$, μM	Normal <300	Oxic 300-1300	Hypoxic 1300-6000	Anoxic >6000	Wildish et al. (2001)

DEPOMOD

Assessment

DEPOMOD is a computer model developed in Scotland, but now used in many jurisdictions, including parts of Canada, to predict patterns of aquaculture waste sedimentation around finfish aquaculture sites. Some information is provided by the model about potential ecological effects through changes in benthic community composition. An overview of the model and results of testing its application in BC were presented to the meeting. The information in the working paper, presentation and discussion among experts, led to the following conclusions.

Conclusions and Advice

1. The aquaculture waste model DEPOMOD has been applied at numerous fish farm sites around the world and has been shown to be a good general predictor of carbon flux and some measures of sediment geochemistry and benthic community response.

2. The model was tested at a reasonably energetic farm site in BC. Model predictions of relative carbon flux correlated very well with field observations of sediment chemistry and benthic community structure, suggesting that it is a promising tool.

3. Absolute values defining carbon flux could not be made at this time because of uncertainty in some model parameters and inadequacy of technologies for measuring carbon flux. There was no consensus on the values that should be used for these parameters, generally because of information gaps and lack of defensible data.

4. The uncertain model parameters include the following:
   - carbon concentration of feed particles (values tested 44, 55 and 65%);
   - carbon concentration of faecal material (values tested 30, 40 and 50%);
   - proportion of feed wasted (values tested 0, 5, 10%; discussions suggested values may range between 2 and 15%).

   Research is ongoing to address the above noted uncertainties.

5. There was agreement that the resuspension module should not be applied, until we better understand the conditions under which it is appropriate for assessing benthic effects under the conditions of the BC site examined. This understanding will require research on critical resuspension thresholds of aquaculture wastes and the relative importance of resuspension processes on the nature and scale of effects of predicted carbon flux on benthic geochemistry and community composition.

6. The model is currently being used as a decision-support tool in BC. It should not be used in isolation, and model predictions do not replace real observations and monitoring data. Model outputs can nonetheless be used in field sampling design and farm configuration decisions. DEPOMOD is a useful planning tool.

7. For improved confidence in model application, it is essential that model outputs for deposition be validated against measured flux rates in the field. Furthermore, the model must be tested at additional sites that reflect the different environmental conditions encountered in Canada.

Dissolved Oxygen

Assessment

Dissolved oxygen (DO) in the water column is used directly by the cultured fish for respiration, and indirectly through decomposition of waste products which may accumulate around the facility. There has been substantial debate about the conditions under which the increased DO demand could produce consequences in the marine ecosystem, and if those conditions occur where culture facilities are located. From a literature review, presentation of results of new research and discussion, the following conclusions were drawn about the potential for DO to be a useful indicator for assessing effects of finfish cage aquaculture (near- and far-field) around the facilities.

Conclusions and Advice

1. Dissolved oxygen is not yet an easily applied regulatory tool on a specific case-by-case basis, but is a promising candidate for monitoring environmental quality in the coastal zone.

2. Effects of aquaculture on DO are not as readily quantifiable as those of other activities with point sources.

3. Quantifying background or natural DO levels and monitoring locations will require consideration of location-specific DO conditions on a range of spatial and temporal scales appropriate to the particular coastal zone. Fjord and upwelling systems, such as those found in BC and Newfoundland, exhibit great variability in DO concentrations.

4. Because of the substantial effort and resources required to monitor DO concentrations and determine background levels, cost-effective methods and technologies should be used. The monitoring sites should be representative of the area or positioned at locations of known or anticipated low DO conditions.

5. Experience to date shows that some jurisdictions have not had success applying DO as a regulatory tool in the mixing zone (near-field). Views are mixed on whether it has promise for this application. However, it is one of the few options available for monitoring over hard bottoms. It is also a useful tool for predicting and assessing far-field effects in environments where oxygen levels may be a concern (e.g., fjords, upwelling systems).

6. While DO has been used in planning and management and regulatory models, work is needed to develop and test mass balance models.

Eutrophication

Assessment

Eutrophication is defined here as an increase in the energy flow in and nutrient cycling by an ecosystem. The nature of eutrophication and both its causes and consequences in specific areas has been debated with regard to the regulation of many marine industries which affect coastal and estuarine ecosystems. Recently the debate has extended to include the possibility that under some conditions intensive finfish cage aquaculture may contribute to eutrophication in areas from hundreds of meters to as much as a few kilometres from the concentrations of culture facilities. From a literature review, presentation of results of new research and discussion, the following conclusions were drawn about the potential for eutrophication to be a consequence of finfish cage aquaculture.

Conclusions and Advice

1. The term 'eutrophication' can be used to describe a process (changes in rates of nutrient or organic matter supply) or a state (level of nutrients or organic matter in an ecosystem). Trophic status is a function of the cumulative inputs of nutrients and organic matter from all sources and the processing of these materials by the ecosystem.

2. Elemental budgets and mass balance calculations can be used to estimate the relative magnitude of multiple processes that supply and remove nutrients or organic matter in coastal ecosystems. To estimate absolute magnitude of these processes, it is necessary to quantify all source and sink terms precisely.

3. Estimates of cycling rates or concentrations of dissolved nutrients and organic matter provide useful broad-scale indicators of trophic status in marine coastal ecosystems.

4. Under some circumstances, finfish aquaculture has the potential to alter the trophic status of inlets on far-field scales. Different coastal regions may be more or less nutrient limited, and ecological responses to nutrient enrichment will therefore not be the same in

all areas. Variations in farm density and the distribution of farms and other sources will also influence the probability of far-field eutrophication effects from all sources.

5. Mass balance calculations can be used to estimate the fractionation of aquaculture wastes and to compare the processing of nutrients by finfish with other environmental pathways. The reliability of such estimates will depend on the quality of the model parameters and the accuracy of the description of farm operations, other nutrient sources and ecosystem processes.

6. Such scoping calculations provide information about the potential for inlet-wide nutrient and organic matter enrichment on which decisions about the potential for far-field effects may be based and should be tested as first-pass assessment tools of the effects of large farms and the cumulative effects of multiple farms.

7. Due to multiple natural and anthropogenic sources, it will be difficult to establish direct links between amounts of dissolved nutrients and organic matter, and site-specific inputs from aquaculture.

8. Seasonal variations can be represented using these calculations, making it possible to focus on the time of year when biological consequences are greatest.

9. Sites where fine particles accumulate may be regions where ecological effects from nutrient and organic matter enrichment from all sources can be observed. Intertidal zones (and their algal communities) and deep water sinks may be such sites.

10. Future work should compare and harmonize empirical data with mass balance estimates.

Habitat Sensitivity – Eelgrass and Kelp

Assessment

Coastal intertidal and subtidal vegetation play an important role in marine ecosystems, as habitats and sometimes food for many fish and invertebrates, particularly younger life history stages, and in some cases seabirds. Hence effects of finfish cage aquaculture on these marine plants could have widespread secondary effects on marine ecosystems. Previous work had identified eelgrass and kelp as being of particular interest in this context. From a literature review, presentation of results of new research and discussion, the following conclusions were drawn about the sensitivity of the two species of macro-algae to effects of marine finfish aquaculture. The discussion also included some consideration of the sensitivity of other habitat-forming species to aquaculture.

Conclusions and Advice

1. It is possible to define the term 'marine habitat sensitivity' and apply it for management purposes. Habitat sensitivity can be defined in relation to the degree and duration of damage caused by a specified external factor. Sensitivity may refer to structural fragility of the entire habitat in relation to a physical impact, or to intolerance of individual species comprising the habitat to environmental factors, such as exposure, salinity fluctuations or temperature variation (ICES 2002).

2. The sensitivity of a particular marine habitat can be assessed by the following:

- listing physical, chemical and biological factors which may affect the habitat;
- quantifying these effects in terms of endpoints (e.g., loss of a portion of the habitat, reduction in the functional integrity of the habitat).

3. It is important to describe any potential interactions between factors which may affect habitat.

4. Factors need to be assessed at the appropriate temporal and spatial scale. Some factors will require bay-wide or water mass level assessments, while others can be handled on much smaller scales (e.g., footprint level). It is helpful to describe effects along a distance scale. However, site-specific influences may change the units used on the scale (e.g., tens of meters versus hundreds of meters for the same types of environmental change).

5. Monitoring programs are required to capture both temporal and spatial scale, as well as site-specific influences on habitat sensitivity. Moreover, this monitoring is particularly important where the regulatory framework is directed at protecting a specific habitat.

6. Eelgrass is more sensitive habitat than kelp.

7. Eelgrass and kelp habitat are sensitive to the following changes (Tables 3 and 4):
   - increases in pore water sulphide (eelgrass only);
   - nutrient loading (especially eelgrass; kelp limits are unknown);
   - formation of macroalgal mats, commonly *Ulva / Enteromorpha* (especially eelgrass; kelp limits are unknown);
   - low oxygen in the water column (especially eelgrass; kelp limits are unknown);
   - reductions in ambient light and shading; and
   - sedimentation.

   These changes can be associated with finfish aquaculture (among other activities).

8. Guidelines for finfish aquaculture siting relative to eelgrass and kelp habitats are highly variable across the country. Current knowledge regarding the effects of aquaculture on these habitats is inadequate to demonstrate ecologically whether these guidelines are appropriate (i.e., current knowledge cannot demonstrate whether guidelines provide adequate protection).

9. The approach used in the working paper is useful and can be applied to determine the sensitivity of other marine habitat types to the potential effects of aquaculture.

Table 3: Factors affecting eelgrass, with threshold levels.

	ITEM	THRESHOLD AT WHICH EELGRASS BEDS MAY BE DAMAGED	REFERENCE
Chemical Factors			
Nutrient loading	Water column nitrate	5 to 10 µM NO_3^--N d^{-1} (*Zostera marina*)	Burkholder et al. 1994
	Pore water nitrate	20 mM (growth inhibition, *Z. marina*)	Peralta et al. 2003
	Pore water sulphide[1]	>70 µM H_2S (growth reduction, *Z. marina*)	Terrados et al. 1999
	Pore water sulphide[1]	>800 µM H_2S (photosynthesis reduced, *Z. marina*)	Goodman et al. 1995
	Nutrient loading[1]	30 kg N ha^{-1} yr^{-1} (loss of 80 to 96% of *Z. marina* bed area)	Hauxwell et al. 2003
	Nutrient loading[1]	≥60 kg N ha^{-1} y^{-1} (*Z. marina* beds gone)	Short and Burdick 1996; van Katwijk et al. 1999; Hauxwell et al. 2003
	Macroalgal canopy[1]	9 – 12 cm (decline in *Z. marina*)	Hauxwell et al. 2001
	Enteromorpha mat[1]	~4.5 kg wet wt m^{-2} (50% reduction in biomass, *Z. capricorni*)	Cummins et al. 2004
Low oxygen	Water column [O_2][1]	<63 µM (*Z. marina* growth reduction)	Holmer and Bondgaard 2001
	Water column [O_2] plus [H_2S][1]	<63 µM O_2 plus ≥ 100 µM H_2S (*Z. marina* photosynthesis shut down)	Holmer and Bondgaard 2001
	Water column anoxia[1]	A few days (*Z. marina* beds gone)	Plus et al. 2003
Biological Factors			
Herbivory	Rissoidae	>30 individuals per shoot (*Z. marina* bed decline)	Fredriksen et al. 2004
	Idotea	~100 individuals m^{-2} (*Z. marina* biomass loss)	Duffy et al. 2001
	seed and seedling predation by invertebrates	no threshold available at present	Wigand and Churchill 1988

[1] this item associated with effects of finfish aquaculture

Table 3: Continued

	ITEM	THRESHOLD AT WHICH EELGRASS BEDS MAY BE DAMAGED	REFERENCE
Bioturbation	*Dendraster excentricus*	~20 individuals m^{-2} (prevents colonization by *Z. marina*)	Backman 1984
	Neotrypaea californiensis	100 individuals m^{-2} (prevents colonization by *Z. marina* and *Z. japonica*)	Dumbauld and Wyllie-Echeverria 2003; Harrison 1987
	Arenicola marina	68 individuals m^{-2} (*Z. noltii* buried)	Philippart 1994
	Hediste [*Nereis*]	400 – 700 individuals m^{-2} (excludes *Z. noltii*)	Hughes et al. 2000
Introduced species	*Carcinus maenas*	≥4 individuals m^{-2} (*Z. marina*)	Davis et al. 1998; David Garbary unpublished results
	Musculista senhousia	800 g dry mass m^{-2} (*Z. marina* rhizome inhibition)	Reusch and Williams 1998
	Codium fragile ssp. *tomentosoides*	no threshold available at present (*Z. marina*)	Garbary et al. 1997
Pathogens	*Labyrinthula zosterae*	>50% of leaf blade (*Z. marina* leaf production stops)	Ralph and Short 2002
Physical Factors			
Light[1,2,3]	% of surface light	<10% (*Z. marina*)	Short et al. 1995
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	<10 to 20 (*Z. marina*)	Marsh et al. 1986; Peralta et al. 2003
	No light	Several weeks (*Z. marina* beds gone)	Cabello-Pasini et al. 2002
Salinity and temperature	Salinity	>26 to 30‰ (*Z. marina*)	van Katwijk et al. 1999
	Temperature	>25 to 30°C (*Z. marina*)	Greve et al. 2003
Currents and scour	cm s^{-1}	<16 (*Z. marina* inhibition)	Fonseca and Kenworthy 1987; Koch 2001
	cm s^{-1}	~ 25 (transition point for *Z. marina*)	Fonseca and Bell 1998
	cm s^{-1}	>50 (inhibition of *Z. marina*)	Fonseca et al. 1983; Fonseca and Kenworthy 1987; Koch 2001
	cm s^{-1}	>120 to 180 (max limit for *Z. marina*)	Fonseca et al. 1983; Fonseca and Kenworthy 1987; Koch 2001
Sedimentation[1]	depth of burial	≥25% of plant height (>50% mortality of *Z. marina*)	Mills and Fonseca 2003

[2] light calculations should add shading effect of epiphytes (i.e. take light measurement at true blade surface)
[3] salinity, temperature and nutrient status will affect light compensation levels

Table 4: Factors affecting kelps, with threshold levels

	ITEM	THRESHOLD AT WHICH *KELP* BEDS MAY BE DAMAGED	REFERENCE
Chemical Factors			
Nutrient limitation	water column nitrogen	≤1 µM l^{-1} (*M. pyrifera*)	Dean and Jacobsen 1986
Nutrient loading[4]	Nutrient loading	no threshold available at present	
	macroalgal canopy	no threshold available at present	
Low oxygen[4]		no threshold available at present	
Biological Factors			
herbivory	urchins	approximately 20 - 30 individuals m^{-2} ('barrens' situation, exclusion of *Laminaria)*	Chapman 1981; Johnson and Mann 1993
	Lacuna vincta	~300 individuals per *Laminaria* thallus	Fralik et al. 1974
	Tegula pulligo	no threshold available at present (*M. pyrifera & integrifolia*)	Watanabe 1984; Durante and Chia 1991; Sala and Graham 2002
	Katharina tunicata	no threshold available at present (*L. groenlandica*)	Duggins and Dethier 1985
	Peramphithoe stypotrupetes	no threshold available at present (*L. setchellii*)	Chess 1993
fouling organisms / introduced species	*Membranipora membranacea*	60-70% cover (one third blade loss in *M. pyrifera*)	Dixon et al. 1981
	Membranipora membranacea	>50% cover (defoliation of *Laminaria* bed)	Lambert et al. 1992
	Membranipora membranacea	% cover of sorus proportional to spore output loss (*L. longicruris*)	Saier and Chapman 2004
	Codium fragile ssp. *tomentosoides*	no threshold available at present (*Laminaria*)	Chapman 1999; Levin et al. 2002
	Sargassum muticum	no threshold available at present (*L. groenlandica*)	Britton-Simmonds 2004

[4] this item associated with effects of finfish aquaculture

Table 4: Continued

	ITEM	THRESHOLD AT WHICH *KELP* BEDS MAY BE DAMAGED	REFERENCE
Pathogens	*Trichosphaerium sieboldi*	no threshold available at present (*Laminaria*)	Rogerson et al. 1998
	'rot disease' bacteria	no threshold available at present (*Laminaria, Macrocystis*)	North 1979; Meili 1991
	Streblonema	no threshold available at present (*L. saccharina*)	Schaffelke et al. 1996
Physical Factors			
Light[4,5]	µmol photons m^{-2} s^{-1}	<5 at 5°C <20 at 25°C (*L. saccharina*)	Davison et al. 1991
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	<3 at 15°C (*L. digitata*)	Rodrigues et al. 2000
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	<6 (*M. pyrifera* gametophytes)	Deysher and Dean 1986
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	≥700 (*L. saccharina*)	Bruhn and Gerard 1996
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	>800 (*M. integrifolia, M. pyrifera*)	Graham 1996
Salinity and temperature	Salinity	<23‰ (*M. integrifolia* range limit)	Druehl 1978
	Temperature	≥20°C (*Macrocystis*)	North 1979; Druehl 1978; Deysher and Dean 1986
	Temperature	>25°C (*L. saccharina*)	Gerard and DuBois 1988; Davison 1987
Currents and scour	cm s^{-1}	<4 (*M. integrifolia*)	Hurd et al. 1996
	cm s^{-1}	>300 (storm damage, *M. pyrifera*)	Graham et al. 1997
Sedimentation[4]	mg sediment cm^{-2}	≥10 (prevents spore attachment in *M. pyrifera*) ≥108 (smothers germlings of *M pyrifera*)	Devinny and Volse 1978
	burial	stipe burial sometimes tolerated, blade burial not tolerated (*Macrocystis*)	North 1979

[5] salinity, temperature and nutrient status will affect light compensation levels

OVERALL CONCLUSIONS AND WAY FORWARD

Overall Conclusions

1. The scientific foundations for management of the ecosystem effects of aquaculture are currently incomplete. However, in general the tools and approaches used by Habitat Management for site-specific management are consistent with the scientific information that is available.

2. A number of monitoring and modelling methods and approaches are available to support management. The main strengths and weaknesses of the individual tools are discussed in this report. However, for any of the tools to be a reliable guide to management, it is necessary that sound science practices be applied at all steps.
   a. Monitoring programs should apply appropriate Quality Assurance / Quality Control standards in sampling, sample processing, and analyses.
   b. Modelling approaches should be appropriately calibrated and validated for the conditions where the model is being applied.

3. For essentially all the indicators of effects that were examined, there is substantial variation in background levels on many space and time scales. This means it is neither possible nor appropriate to set uniform industry-wide operational thresholds intended to trigger management actions. However, consistent *approaches* with regional or local quantitative thresholds are possible.

4. The use of multiple measures of ecosystem status and change will usually be the most effective strategy for management of ecosystem effects of aquaculture. Multiple measures are recommended because each single measure, as well as the suite of measures, is likely to be affected by a variety of sources of variation other than effects of aquaculture.

5. The management tools and approaches currently in use are focused primarily on near-field (beneath to <50 meters from a netpen) and site-specific regulatory applications. This review found several indications that there may be far-field (>500 meters to local bay-scale) cumulative effects, such as increased dissolved nutrients, possible changes in macroalgal communities and increased sedimentation in areas where there are high densities of aquaculture operations. Although various regional initiatives are underway, currently there is no comprehensive program to manage these far-field effects. Accurately quantifying and managing them will require new or modified approaches and tools, make extensive use of modelling and spatial analysis (mapping), be most practical at the planning stages in a developing industry, and requires an integrated approach to management.

6. New tools which are proposed for use in management of environmental effects of aquaculture should only be adopted broadly once their performance characteristics, including sensitivity, specificity and cost-effectiveness, are known.

7. A cooperative approach, including government, industry and other stakeholders, is preferred for assessing performance characteristics of both new and established management tools and measures of the environmental effects of aquaculture. The cooperative approach should extend to full sharing of the information package necessary to assess the ecosystem effects of the aquaculture facilities in an area.

8. The analyses and models discussed throughout this report are intended to describe the nature and likelihood of changes in ecosystem properties. Interpretation of results may identify ecological conservation concerns, but they do not and should not include judgments of the societal value of those changes. It is the overall management approach that should take account of ecosystem properties of social, cultural or economic importance, as well as the scientific advice on the ecosystem consequences of human activities.

The Way Forward

Two of the Overall Conclusions provide a basis for the way forward with present knowledge. First, although the scientific foundations for management of the ecosystem effects of aquaculture are currently incomplete, the tools and approaches used by Habitat Management for site-specific management are consistent with the scientific information that is available. However, given the number of scientific uncertainties identified above and the large fraction of them for which additional research, often collaborative with industry, is likely to increase our knowledge, management practices will have to be adaptive as knowledge accumulates. This will be particularly the case for management of far-field and cumulative effects, if evidence continues to accumulate suggesting such management would be appropriate.

Second, for essentially all the indicators of effects that were examined, there are substantial variations in background levels on many spatial and temporal scales. This variability means it is neither possible nor appropriate to set uniform industry-wide operational thresholds intended to trigger management actions. However, consistent *approaches* with regional or local quantitative thresholds are possible. Substantial research, analysis, modelling and monitoring will be needed to set the regional and local quantitative thresholds, and to show that the local and regional thresholds are, indeed, reflective of a consistent national approach.

For both of those reasons, is it likely that national review and advisory meetings, such as the one which resulted in this Science Report, would be useful on a periodic basis. The format of balanced inclusion of researchers, managers from various levels of government, industry participants and members of public interest groups should be continued.

SOURCES OF INFORMATION

DFO. 2004. A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Volume III. Near-field organic enrichment from marine finfish aquaculture (D.J. Wildish, M. Dowd, T.F. Sutherland and C.D. Levings). Can. Tecn. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2450: ix + 117 p.

DFO. 2005. National Science Peer Review of Finfish Cage Aquaculture in the Marine Environment; 22-25 February 2005. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2005/006.

ICES. 2002. Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems, 2002. ICES Cooperative Research Report, 254. 129 pp.

Pearson, T.H., and R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16: 229-311.

Sutherland, T.F. 2004. Framework for a Benthic Aquaculture Monitoring Program in the Pacific Region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/056. pp.19.

CSAS Research Documents

Chamberlain, J., D. Stucchi, L. Lu and C. Levings. 2005. The suitability of DEPOMOD for use in the management of finfish aquaculture sites, with particular reference to Pacific Region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/035.

Page, F. 2005. A preliminary perspective on dissolved oxygen standards and models in the marine coastal zone with particular consideration of finfish aquaculture in the southwest New Brunswick portion of the Bay of Fundy. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/038.

Strain, P. 2005. Eutrophication Impacts of Marine Finfish Aquaculture. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/034.

Vandermeulen, H. 2005. Assessing Marine Habitat Sensitivity: A case study with eelgrass (*Zostera marina* L.) and kelps (*Laminaria, Macrocystis*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/032.

Wildish, D.W., G.W. Pohle, B.T. Hargrave, T.F. Sutherland and M.R. Anderson. 2005. Benthic monitoring methods for habitat management of finfish mariculture in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/039.

FOR MORE INFORMATION

Contact: Jake Rice or Liisa Peramaki
200 Kent Street
Ottawa, ON
K1A 0E6

Tel: (613) 990-0288 / (613) 998-1446
Fax: (613) 954-0807
E-Mail: RiceJ@dfo-mpo.gc.ca
PeramakiL@dfo-mpo.gc.ca

This report is available from the:

Canadian Science Advisory Secretariat
National Capital Region
Fisheries and Oceans Canada
200 Kent Street
Ottawa, Ontario
K1A 0E6

Telephone: (613) 990-0293
Fax: (613) 954-0807
E-Mail: CSAS@dfo-mpo.gc.ca
Internet address: www.dfo-mpo.gc.ca/csas

ISSN 1480-4913 (Printed)
© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2005

La version française est disponible à l'adresse ci-dessus.

CORRECT CITATION FOR THIS PUBLICATION

DFO, 2005. Assessment of Finfish Cage Aquaculture in the Marine Environment. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/034.

Fisheries and Oceans Canada | Pêches et Océans Canada
Science | Sciences
Région de la capitale nationale
Secrétariat canadien de consultation scientifique
Avis scientifique 2005/034

ÉVALUATION DE LA PISCICULTURE EN CAGES DANS LE MILIEU MARIN

Figure 1 : Carte des six régions administratives du ministère des Pêches et des Océans (MPO).

Contexte

La pisciculture en cages suppose le maintien d'un grand nombre de poissons dans un espace restreint. Les cages sont des endroits où sont introduits la moulée et d'autres éléments nutritifs de même que des déchets métaboliques et où l'oxygène est retiré de la colonne d'eau, directement par la respiration des poissons et indirectement en raison de la décomposition de la moulée et des déchets métaboliques par les micro-organismes marins. Ces changements peuvent se produire tout près des cages (à proximité) et à quelque distance de celles-ci (à distance). Les effets possibles de ces processus sur les écosystèmes marins côtiers soulèvent certaines préoccupations.

L'emplacement des cages de pisciculture et leur capacité maximale sont actuellement réglementés notamment pour protéger la santé des écosystèmes marins. Toutefois, les cadres réglementaires sont plutôt conçus en fonction de sites spécifiques, ayant été élaborés à l'échelle locale ou régionale, et n'ont pas été uniformisés dans tout le pays. De plus, le fondement scientifique des régimes de réglementation a rarement été lié explicitement aux dispositions des régimes de gestion.

Une réunion a été organisée à Sidney (C.-B.), en février 2005, en vue d'examiner un certain nombre de documents de travail scientifiques; elle a permis de rassembler l'information publiée et les résultats de recherches nouvelles au sujet des effets de la pisciculture en cages sur les composantes des écosystèmes marins. L'information contenue dans les documents de travail était complétée par les connaissances des participants issus du milieu des sciences, de celui de la gestion, de l'industrie de l'aquaculture et de groupes d'intérêt public. Les participants ont cerné un grand nombre de lacunes dans les connaissances, qui nécessiteraient d'autres recherches. Ces lacunes ont été mentionnées dans le procès-verbal de la réunion (2005-2006). Toutefois, à partir des connaissances actuelles, un certain nombre de conclusions ont quand même pu être tirées à propos de la preuve des effets de la pisciculture en cages sur l'environnement et des pratiques de gestion de l'aquaculture permettant d'assurer le développement d'une industrie durable dans un écosystème marin sain.

Août 2005

Canada

Fisheries and Oceans Canada | Pêches et Océans Canada
Science | Sciences
Région de la capitale nationale
Secrétariat canadien de consultation scientifique
Avis scientifique 2005/034

ÉVALUATION DE LA PISCICULTURE EN CAGES DANS LE MILIEU MARIN

Figure 1 : Carte des six régions administratives du ministère des Pêches et des Océans (MPO).

Contexte

La pisciculture en cages suppose le maintien d'un grand nombre de poissons dans un espace restreint. Les cages sont des endroits où sont introduits la moulée et d'autres éléments nutritifs de même que des déchets métaboliques et où l'oxygène est retiré de la colonne d'eau, directement par la respiration des poissons et indirectement en raison de la décomposition de la moulée et des déchets métaboliques par les micro-organismes marins. Ces changements peuvent se produire tout près des cages (à proximité) et à quelque distance de celles-ci (à distance). Les effets possibles de ces processus sur les écosystèmes marins côtiers soulèvent certaines préoccupations.

L'emplacement des cages de pisciculture et leur capacité maximale sont actuellement réglementés notamment pour protéger la santé des écosystèmes marins. Toutefois, les cadres réglementaires sont plutôt conçus en fonction de sites spécifiques, ayant été élaborés à l'échelle locale ou régionale, et n'ont pas été uniformisés dans tout le pays. De plus, le fondement scientifique des régimes de réglementation a rarement été lié explicitement aux dispositions des régimes de gestion.

Une réunion a été organisée à Sidney (C.-B.), en février 2005, en vue d'examiner un certain nombre de documents de travail scientifiques; elle a permis de rassembler l'information publiée et les résultats de recherches nouvelles au sujet des effets de la pisciculture en cages sur les composantes des écosystèmes marins. L'information contenue dans les documents de travail était complétée par les connaissances des participants issus du milieu des sciences, de celui de la gestion, de l'industrie de l'aquaculture et de groupes d'intérêt public. Les participants ont cerné un grand nombre de lacunes dans les connaissances, qui nécessiteraient d'autres recherches. Ces lacunes ont été mentionnées dans le procès-verbal de la réunion (2005-2006). Toutefois, à partir des connaissances actuelles, un certain nombre de conclusions ont quand même pu être tirées à propos de la preuve des effets de la pisciculture en cages sur l'environnement et des pratiques de gestion de l'aquaculture permettant d'assurer le développement d'une industrie durable dans un écosystème marin sain.

Août 2005

Canada

SOMMAIRE

- Le fondement scientifique de la gestion des effets de l'aquaculture sur les écosystèmes est actuellement incomplet. Cependant, les outils et les démarches utilisés par la Gestion de l'habitat du MPO pour la gestion par site sont conformes à l'information scientifique existante.

- Bien que des seuils opérationnels uniformes établis pour l'ensemble de l'industrie soient inappropriés à cause des trop grandes variations du niveau de fond des indicateurs des effets sur plusieurs échelles spatiales et temporelles, il est tout de même possible de définir des *approches* réglementaires uniformes avec des seuils quantitatifs régionaux ou locaux.

- Les méthodes et outils de gestion actuellement utilisés sont principalement conçus pour des applications réglementaires propres à un endroit et dans un champ proche. Il peut y avoir des effets cumulatifs et à distance; leur quantification et leur gestion exigeront des méthodes nouvelles ou modifiées.

- Les méthodes de surveillance du milieu benthique visant à évaluer les effets environnementaux de la pisciculture marine comprennent notamment : l'analyse traditionnelle de la communauté macrofaunique, les concentrations de sulfures libres totaux et de zinc-cuivre (Zn-Cu) dans les sédiments de surface, la photographie et la vidéographie sous-marine et l'oxygène dissous. Toutes les méthodes proposées de surveillance du milieu benthique ont leurs forces et leurs faiblesses. Toutes sont utiles pour la surveillance à proximité, mais elles pourraient être moins appropriées pour la surveillance à distance.

- Le modèle de suivi des déchets de l'aquaculture, DEPOMOD, a été appliqué à de nombreux sites de pisciculture du monde. Les essais réalisés en Colombie-Britannique (C.-B.) étaient généralement encourageants et plusieurs possibilités pratiques de développement du modèle ont été identifiées. Il est particulièrement important de réduire les incertitudes relatives aux paramètres du modèle par d'autres recherches. DEPOMOD ne devrait pas être utilisé isolément et les prévisions obtenues à l'aide du modèle ne remplace pas les observations réelles et les données tirées de la surveillance.

- L'oxygène dissous n'est pas encore un outil réglementaire facilement applicable au cas par cas et les opinions étaient mitigées quant à sa valeur comme candidat pour la surveillance de la qualité de l'environnement dans la zone côtière. Toutefois, il est l'une des rares options offertes pour la surveillance sur les fonds durs. Il a aussi son utilité pour prédire et évaluer les effets à distance dans les milieux où le niveau d'oxygène peut susciter certaines préoccupations.

- Dans certaines circonstances, la pisciculture peut modifier l'état trophique des baies à distance. Les éléments nutritifs peuvent être plus ou moins limités dans différentes régions côtières, de sorte que la réaction de l'environnement à l'enrichissement en substances nutritives par les exploitations piscicoles ne sera pas la même partout. La différence de densité des exploitations et leur répartition de même que celle d'autres sources auront aussi une incidence sur la probabilité des effets d'eutrophisation à distance de toutes sources.

- Le calcul du bilan massique peut servir à estimer le fractionnement des déchets d'aquaculture et à comparer l'apport d'éléments nutritifs provenant de l'élevage des poissons avec celui d'autres voies d'entrée. La fiabilité de ces estimations dépendra de la

qualité des paramètres du modèle et de l'exactitude de la description des activités aquacoles et des processus écosystémiques.

- La sensibilité d'un habitat marin donné peut être mesurée de la façon suivante :
  - l'énumération des facteurs physiques, chimiques et biologiques qui peuvent avoir un effet sur l'habitat;
  - la quantification de ces effets en fonction des résultats (p. ex. perte d'une partie de l'habitat, réduction de l'intégrité fonctionnelle de l'habitat). Parmi les habitats examinés, la zostère est plus sensible aux effets de l'aquaculture que la laminaire.

DESCRIPTION DE L'ENJEU

L'emplacement des cages de pisciculture et leur capacité maximale sont actuellement réglementés notamment pour protéger la santé des écosystèmes marins. Toutefois, les cadres réglementaires ont été élaborés à l'échelle locale ou régionale, et n'ont pas été uniformisés dans tout le pays. De plus, le fondement scientifique des régimes de réglementation a rarement été lié explicitement aux dispositions des régimes de gestion. Le présent rapport scientifique utilise l'information tirée d'un certain nombre de documents de travail (voir la liste des documents de recherche du SCCS dans la section Sources d'information) et d'entretiens entre experts afin de consolider partiellement l'information scientifique mentionnée ci-dessus, et établit un lien avec les méthodes de gestion existantes.

ÉVALUATION DE L'ENJEU, CONCLUSIONS ET AVIS

Un certain nombre de thèmes communs ont été notés dans la discussion des différents documents de travail. Ils ont été réunis dans un ensemble de conclusions générales.

Méthodes de surveillance du milieu benthique

Évaluation

La pisciculture en cages risque d'avoir des répercussions sur les communautés benthiques et la composition des sédiments autour des installations d'élevage, qui se manifesteront de plusieurs façons. On sait que ces effets varient selon de nombreux autres facteurs liés à l'écosystème particulier et aux pratiques de culture. Un débat important existe présentement au sujet des facteurs à surveiller dans le milieu benthique marin entourant les installations piscicoles et de la manière d'utiliser l'information fournie par la surveillance du milieu benthique pour réglementer les installations. À partir d'un examen de la documentation, de la présentation des résultats de recherches nouvelles et de discussions, on a pu tirer les conclusions qui suivent à propos des méthodes de surveillance des propriétés biologiques et chimiques du benthos et des sédiments de surface dans la zone entourant les cages d'aquaculture.

Conclusions et avis

1. Les méthodes qui suivent, présentées dans le document de travail, sont appropriées pour évaluer les effets sur l'environnement de l'élevage du poisson en mer : une analyse conventionnelle de la communauté macrofaunique, une analyse des sulfures libres

totaux et de la concentration de zinc-cuivre (Zn/Cu) dans les sédiments de surface, la photographie et la vidéographie sous-marines et l'analyse de l'oxygène dissous. Les possibilités d'application et de mise en pratique de chaque méthode dépend du milieu surveillé, des forces et des faiblesses de la méthode, ainsi que de la gravité des effets évalués.

2. Le choix des méthodes de surveillance utilisées à un endroit donné est déterminé par la nature du substrat existant et l'hétérogénéité spatiale (voir la fig. 2).

3. Les forces et les faiblesses de chaque méthode de surveillance du milieu benthique sont résumées au tableau 1. Il existe des seuils pour l'analyse conventionnelle de la communauté macrofaunique, celle des sulfures libres totaux et de l'oxygène dissous (décrits dans le document de travail et les tableaux 1 et 2). Les seuils relatifs à la macrofaune et aux sulfures totaux, applicables uniquement dans les sédiments fins, sont liés au gradient d'enrichissement organique de Pearson et Rosenberg (1978) et, par conséquent, pourraient se révéler plus utiles aux fins de la gestion de l'habitat que d'autres méthodes disponibles.

4. On recommande une démarche par étape afin de déterminer les sites pour lesquels il convient d'obtenir des renseignements plus détaillés. On peut recourir à des méthodes plus précises si les méthodes initiales rentables et relativement rapides indiquent la possibilité de dépassement des seuils. L'arbre décisionnel, à la figure 2, peut être utilisé comme guide dans le choix d'autres méthodes.

5. Par rapport aux méthodes géochimiques d'analyse des sédiments, l'analyse de la communauté macrofaunique est relativement coûteuse et fastidieuse. Toutefois, elle fournit des données intégrées dans le temps et dans l'espace à propos des réactions biologiques du milieu benthique. Aucune donnée comparative n'est disponible pour les autres méthodes mentionnées au tableau 1.

6. Une analyse taxinomique (spécifique à l'espèce) complète n'est pas toujours nécessaire pour la comparaison des sites (exploitation / témoin), parce qu'il est souvent possible d'effectuer l'analyse de communauté macrofaunique à l'aide d'une identification des taxons supérieurs (genre, famille, classe) seulement. Cette méthode abrégée n'est cependant pas applicable lorsque le seuil du gradient d'enrichissement n'a pas encore été établi.

7. La vidéographie et la photographie sont utiles pour tous les genres de substrats (mous, mixtes, durs), mais ne permettent parfois qu'une évaluation qualitative (semi-quantitative) des changements survenant dans l'épifaune et la couche de bactéries du soufre (c.-à-d. une évaluation visuelle).

8. Les mesures du Zn-Cu, même si elles sont normalisées selon l'effet granulométrique et la minéralogie (à l'aide de corrélations avec le lithium (Li)), ne peuvent être directement liées à la toxicité des sédiments, parce que les mesures ne tiennent pas compte de la biodisponibilité des métaux.

9. Le Zn, avec ou sans normalisation à l'aide du Li, peut être un traceur utile de l'étendue spatiale des effets (bien que cette méthode ne permette pas de déterminer l'importance écologique de l'effet). L'interprétation de la répartition dépend de la quantité et de la nature du Zn ajouté à la nourriture par le fabricant et aux conditions redox des sédiments.

10. Il est reconnu que la stratégie d'échantillonnage est un élément crucial de toutes les méthodes benthiques, mais cet aspect ne faisait pas partie de l'examen des méthodes présenté dans le document de travail. Malgré cela, il y a eu consensus à savoir que l'application de toute méthode de surveillance du milieu benthique devait tenir compte des effets saisonniers.

11. Les sites témoins devraient être échantillonnés – comme échantillon initial dans une analyse chronologique et à la fin du gradient d'enrichissement organique dans une étude spatiale. Les sites témoins doivent être choisis avec soin au cours de la période précédant l'étude.

12. Toutes les méthodes benthiques proposées sont plus utiles pour la surveillance à proximité des installations, et peuvent ne pas être aussi utiles à distance en raison de la résolution spatiale différente. Ces méthodes compteront probablement parmi les outils utilisés pour l'évaluation à distance, mais le niveau de résolution sera différent. L'oxygène dissous (et les particules en suspension) peuvent être mesurées sur des substrats durs lorsqu'il n'est pas possible de recueillir de sédiments de fond.

13. Les méthodes jugées importantes pour les recherches futures comprennent les méthodes acoustiques, la photographie ou la vidéographie sous-marine et l'imagerie sédimentaire, les méthodes géochimiques, l'usage d'outils bioindicateurs (comme la distinction taxinomique) et les méthodes de surveillance de la macrofaune d'interstice.

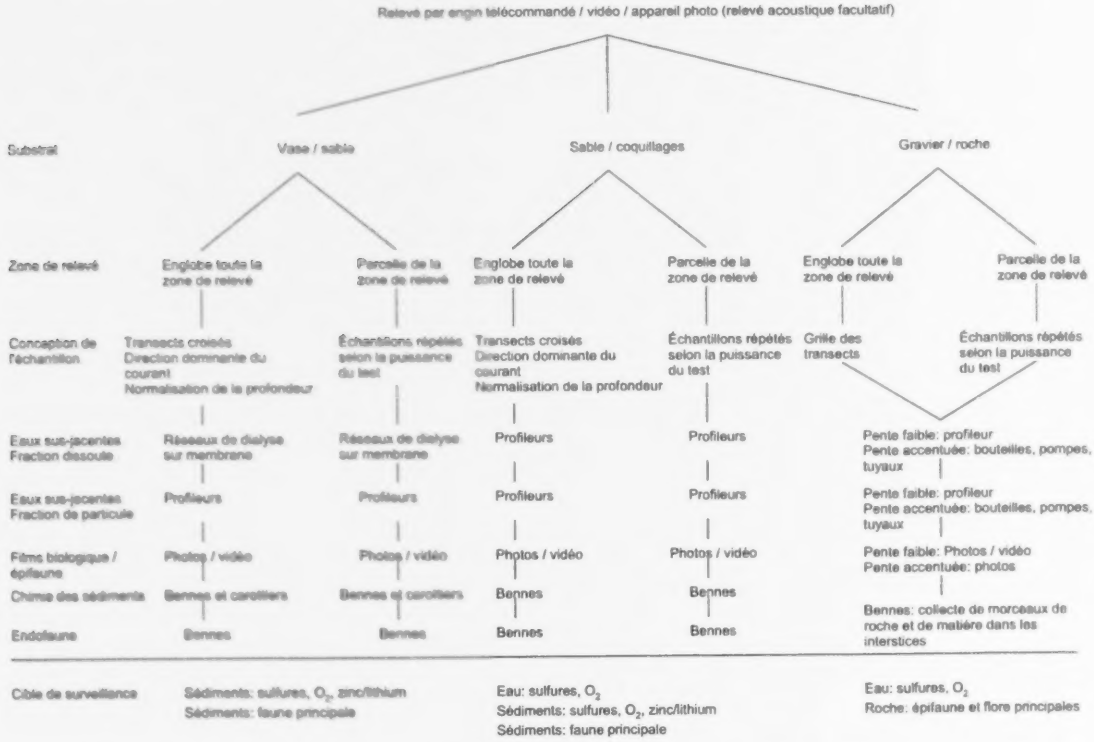
Relevé par engin télécommandé / vidéo / appareil photo (relevé acoustique facultatif)
Substrat
Vase / sable
Sable / coquillages
Gravier / roche
Zone de relevé
Englobe toute la zone de relevé
Parcelle de la zone de relevé
Englobe toute la zone de relevé
Parcelle de la zone de relevé
Englobe toute la zone de relevé
Parcelle de la zone de relevé
Conception de l'échantillon
Transects croisés Direction dominante du courant Normalisation de la profondeur
Échantillons répétés selon la puissance du test
Transects croisés Direction dominante du courant Normalisation de la profondeur
Échantillons répétés selon la puissance du test
Grille des transects
Échantillons répétés selon la puissance du test
Eaux sus-jacentes Fraction dissoute
Réseaux de dialyse sur membrane
Réseaux de dialyse sur membrane
Profileurs
Profileurs
Pente faible: profileur Pente accentuée: bouteilles, pompes, tuyaux
Eaux sus-jacentes Fraction de particule
Profileurs
Profileurs
Profileurs
Profileurs
Pente faible: profileur Pente accentuée: bouteilles, pompes, tuyaux
Films biologique / épifaune
Photos / vidéo
Photos / vidéo
Photos / vidéo
Photos / vidéo
Pente faible: Photos / vidéo Pente accentuée: photos
Chimie des sédiments
Bennes et carottiers
Bennes et carottiers
Bennes
Bennes
Bennes: collecte de morceaux de roche et de matière dans les interstices
Endofaune
Bennes
Bennes
Bennes
Bennes
Cible de surveillance
Sédiments: sulfures, O_2, zinc/lithium
Sédiments: faune principale
Eau: sulfures, O_2
Sédiments: sulfures, O_2, zinc/lithium
Sédiments: faune principale
Eau: sulfures, O_2
Roche: épifaune et flore principales

Figure 2 : Arbre décisionnel aidant à guider le choix des méthodes d'échantillonnage benthique recommandées (Sutherland, 2004).

Tableau 1 : Forces / faiblesses des méthodes de surveillance de l'enrichissement organique, fondées sur l'échantillonnage des sédiments et regroupées selon les objectifs applicables (les numéros renvoient au tableau 1A).

*Fort = ***, Faible = *, 0 = sans objet, ? = inconnu*

CRITÈRE OPÉRATIONNEL	MÉTHODE DE SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT									
	Analyse conventionnelle de macrofaune		Sulfures totaux$^{=}$		Zinc-cuivre		Photo/vidéo sous-marine		Oxygène dissous	
Objectifs	1-3	4	1-3	4	1-3	4	1-3	4	1-3	4
Substrat mou	***	*	***	*	**	*	**	*	***	*
Substrat mixte	0	0	0	0	0	0	**	*	***	*
Substrat dur	0	0	0	0	0	0	**	*	***	*
Scientifiquement défendable	***	*	***	*	**	*	**	*	***	*
Testabilité statistique	***	*	***	*	**	*	**	*	***	*
Disponibilité des seuils	***	*	***	0	?	?	?	?	**	*
Rentabilité	*	0	***	0	?	?	?	?	?	?

Tableau 1A : Objectifs de surveillance utilisés pour détecter et mesurer les effets de l'enrichissement organique résultant de la pisciculture.

OBJECTIF	EFFET MESURÉ	HYPOTHÈSE
1. Pratique	Détermine un certain degré de changement	Aucune, il déclenche la remise en état ou autre activité de gestion si le seuil précis (point de repère) d'une variable est dépassé
2. Comparaison de sites	Différence entre les sites traité / témoin	Site témoin H_0 = Site traité Site témoin $H_1 \neq$ Site traité
3. Temporel	Avant / après	Site témoin H_0 = Site traité à t_0 Site témoin $H_1 \neq$ Site traité à t_1
4. Géographique	Limites des effets	État du site témoin H_0 dans toute l'aire d'étude Site témoin H_1 et aire touchée délimitées dans la zone d'étude

Tableau 2 : Le gradient d'enrichissement organique (selon divers auteurs). Le taux de sédimentation du carbone organique augmente de gauche à droite. Adapté de MPO, 2004.

MESURE	STADES DE SUCCESSION				RÉFÉRENCE
	III	II	I	0	
Microbienne	Normal	Oxique	Hypoxique	Anoxique	Poole et coll. (1978)
Macrofaunique	Normal	Transition	Pollué	Gravement pollué	Pearson et Rosenberg (1978)
Geochimique $S^{=}$, µM	Normal <300	Oxique 300-1300	Hypoxique 1300-6000	Anoxique >6000	Wildish et coll. (2001)

DEPOMOD

Évaluation

DEPOMOD est un modèle informatique mis au point en Écosse, mais utilisé maintenant dans de nombreux secteurs de compétence, notamment dans certaines parties du Canada, pour prédire les tendances de sédimentation des déchets d'aquaculture autour des sites piscicoles. Le modèle fournit certains renseignements sur les effets écologiques potentiels de changements survenus dans la composition de la communauté benthique. Un aperçu du modèle et des résultats d'essais d'application en C.-B. a été présenté à la réunion. L'information figurant dans le document de travail, la présentation et les discussions entre experts ont mené aux conclusions suivantes.

Conclusions et avis

1. Le modèle de suivi des déchets d'aquaculture DEPOMOD a été appliqué à de nombreux centres piscicoles à travers le monde. Il s'est révélé un excellent indicateur prévisionnel général du flux de carbone et de certaines mesures de la géochimie des sédiments ainsi que de la réaction de la communauté benthique.

2. Le modèle a été mis à l'essai avec une exploitation raisonnablement énergétique de la C.-B. Les prévisions du flux de carbone correspondaient très bien aux observations sur le terrain des caractéristiques chimiques des sédiments et de la structure de la communauté benthique, ce qui semble en faire un outil prometteur.

3. Les valeurs absolues définissant le flux de carbone n'ont pu être établies à ce stade à cause de l'incertitude entourant certains paramètres du modèle et de l'inapplicabilité des technologies pour mesurer le flux de carbone. Il n'y a pas eu de consensus quant aux valeurs à utiliser pour ces paramètres, généralement en raison de lacunes dans l'information et du manque de données défendables.

4. Les paramètres incertains du modèle étaient entre autres :
   - la concentration en carbone des particules de nourriture (valeurs mesurées 44, 55 et 65 %);
   - la concentration en carbone des matières fécales (valeurs mesurées 30, 40 et 50 %);
   - la proportion de perte de nourriture (valeurs mesurées 0, 5, 10 %; selon les discussions, les valeurs pourraient se situer entre 2 et 15 %).

Les recherches se poursuivent en vue d'éliminer ces incertitudes.

5. Il était entendu que le module de remise en suspension ne devrait pas être appliqué avant que nous comprenions mieux les conditions dans lesquelles il serait approprié pour évaluer les effets sur le milieu benthique dans les conditions du site de C.-B. examiné. Pour acquérir cette compréhension, il faudra faire des recherches sur les seuils critiques de remise en suspension des déchets d'aquaculture ainsi que sur l'importance relative des processus de remise en suspension selon la nature et l'échelle des effets du flux de carbone prévu sur la géochimie et la composition de la communauté.

6. Le modèle est actuellement utilisé comme outil décisionnel en C.-B. Il ne devrait pas être employé isolément et les prévisions qu'on en tire ne devraient pas remplacer les observations réelles et les données de surveillance. Les résultats du modèle peuvent

néanmoins être utilisés pour la conception de l'échantillon sur le terrain et pour les décisions quant à la configuration des exploitations piscicoles. DEPOMOD est un outil de planification utile.

7. Pour améliorer le niveau de confiance accordé à l'application du modèle, il est essentiel de valider les résultats du modèle concernant les dépôts à l'aide des taux du flux mesurés sur le terrain. De plus, le modèle doit être évalué à d'autres endroits qui sont de bons exemples des différentes conditions de milieu que l'on trouve au Canada.

Oxygène dissous

Évaluation

L'oxygène dissous (OD) dans la colonne d'eau est utilisé directement par le poisson d'élevage pour respirer et indirectement au cours de la décomposition des déchets qui peuvent s'accumuler autour des installations. Il y a eu un débat substantiel à propos des conditions dans lesquelles la demande accrue d'OD pourrait avoir des conséquences dans l'écosystème marin, et si ces conditions se produisent effectivement là où se trouvent les installations. À partir d'un examen de la documentation, de la présentation des résultats de recherches nouvelles et de discussions, on a pu tirer les conclusions qui suivent à propos du potentiel de l'OD d'être un indicateur utile pour l'évaluation des effets de la pisciculture en cages (à proximité et à distance) autour des installations.

Conclusions et avis

1. L'oxygène dissous n'est pas encore un outil réglementaire facilement appliqué au cas par cas, mais il représente un candidat prometteur pour la surveillance de la qualité de l'environnement dans la zone côtière.

2. Les effets de l'aquaculture sur l'OD ne sont pas aussi facilement quantifiables que ceux d'autres activités comportant des sources ponctuelles.

3. La quantification des niveaux de fond ou naturels d'OD et la surveillance des emplacements exigera une étude de conditions d'OD localisées à différentes échelles spatiales et temporelles appropriées à la zone côtière donnée. Les fiords et les systèmes de remontée des eaux, comme ceux qu'on trouve en C.-B. et à T.-N.-L., ont des concentrations d'OD très variables.

4. Étant donné l'effort et les ressources considérables nécessaires pour surveiller les concentrations d'OD et déterminer les niveaux de fond, il faudrait utiliser des méthodes et des technologies rentables. Les lieux de contrôle devraient être représentatifs de la zone ou situés dans des endroits où les conditions d'OD sont connues ou réputées être faibles.

5. L'expérience à ce jour montre que certaines juridictions n'ont pas réussi à appliquer l'OD comme outil réglementaire dans la zone de mélange (à proximité). Les opinions sont partagées quant à savoir si cette application est prometteuse. Cependant, c'est l'une des rares options disponibles pour la surveillance sur fond dur. C'est aussi un outil utile pour prédire et évaluer les effets à distance dans des environnements où les niveaux d'oxygène peuvent susciter des préoccupations (p. ex. fiords, systèmes de remontée des eaux).

6. Tandis que l'OD a déjà été utilisé pour la planification et la gestion de modèles réglementaires, des travaux seront nécessaires pour mettre au point et évaluer les modèles de bilan massique.

Eutrophisation

Évaluation

L'eutrophisation est définie comme une augmentation du flux énergétique et du cycle des éléments nutritifs dans un écosystème. La nature de l'eutrophisation et ses causes aussi bien que ses conséquences à des endroits précis ont été débattues relativement à la réglementation de nombreuses industries marines qui ont des répercussions sur les écosystèmes des côtes et des estuaires. Récemment, le débat s'est étendu à la possibilité d'une contribution de la pisciculture intensive en cages à l'eutrophisation, dans certaines conditions, dans des zones allant de quelques mètres jusqu'à quelques kilomètres des concentrations d'installations d'élevage. À partir d'un examen de la documentation, de la présentation des résultats de recherches nouvelles et de discussions, on a pu tirer les conclusions qui suivent à propos de l'eutrophisation comme conséquence possible de la pisciculture en cages.

Conclusions et avis

1. Le mot « eutrophisation » peut décrire un processus (changement de l'apport d'éléments nutritifs ou de matières organiques) ou un état (niveau d'éléments nutritifs ou de matières organiques dans un écosystème). L'état trophique est fonction de l'apport cumulatif de substances nutritives et de matières organiques de toutes sources et de la transformation de ces matières par l'écosystème.

2. Le calcul des bilans élémentaire et massique peut être utilisé pour estimer l'ampleur relative des multiples processus qui ajoutent ou enlèvent des éléments nutritifs ou des matières organiques dans les écosystèmes côtiers. Si l'on veut estimer l'ampleur absolue de ces processus, il faut quantifier toutes les sources et puits avec précision.

3. L'estimation du cycle ou des concentrations de substances nutritives et de matières organiques dissoutes fournit des indicateurs à grande échelle de l'état trophique des écosystèmes côtiers marins.

4. Dans certaines circonstances, la pisciculture peut modifier l'état trophique des baies à distance. Selon les régions côtières, les éléments nutritifs sont plus ou moins limités et les réactions du milieu à l'enrichissement en nutriments ne seront donc pas les mêmes partout. La variation de la densité des exploitations et de leur répartition ainsi que d'autres sources aura aussi une incidence sur la probabilité des effets eutrophisants à distance de toutes les sources.

5. Le calcul du bilan massique peut servir à estimer le fractionnement des déchets d'aquaculture et à comparer le traitement des substances nutritives par les poissons avec celui d'autres voies de pénétration dans l'environnement. La fiabilité de ces estimations dépendra de la qualité des paramètres du modèle et de la précision des descriptions des activités aquacoles, des autres sources d'éléments nutritifs et des processus de l'écosystème.

6. Ces calculs de l'ampleur des processus fournissent de l'information sur le potentiel d'enrichissement en éléments nutritifs et en matières organiques à l'échelle d'une baie, information qui peut être utilisée pour prendre des décisions à propos des effets possibles à distance; ils devraient donc être mis à l'essai comme outil de première évaluation des effets des grandes exploitations aquacoles et des effets cumulatifs d'exploitations multiples.

7. À cause des multiples sources naturelles et anthropiques, il sera difficile d'établir des liens directs entre la quantité de substances nutritives et de matières organiques dissoute, et les intrants localisés de l'aquaculture.

8. Les variations saisonnières peuvent être représentées à l'aide de ces calculs, de sorte qu'il est alors possible de cibler la période de l'année où les conséquences biologiques sont les plus grandes.

9. Les sites où les fines particules s'accumulent peuvent être des zones où les effets écologiques de l'enrichissement en substances nutritives et en matières organiques de toutes sources peuvent être observés. Les zones intertidales (et leurs communautés algales) et les puits d'eau profonde peuvent constituer de tels sites.

10. Les travaux futurs devraient comparer et harmoniser les données empiriques avec les estimations du bilan massique.

Sensibilité de l'habitat – zostère et laminaire

Évaluation

La végétation côtière intertidale et subtidale joue un rôle important dans les écosystèmes marins, servant d'habitat et parfois de nourriture à de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés, surtout aux premiers stades biologiques et, dans certains cas, aux oiseaux de mer. Ainsi, les répercussions de la pisciculture en cages sur ces plantes marines pourraient avoir des effets secondaires étendus sur les écosystèmes marins. Des travaux antérieurs avaient fait état de l'intérêt particulier que suscitent la zostère et la laminaire dans ce contexte. À partir d'un examen de la documentation, de la présentation des résultats de recherches nouvelles et de discussions, on a pu tirer les conclusions qui suivent à propos de la sensibilité de ces deux espèces de macroalgues aux effets de la pisciculture marine. Les discussions ont aussi porté sur certains aspects de la sensibilité aux activités d'aquaculture d'autres espèces servant d'habitat.

Conclusions et avis

1. Il est possible de définir l'expression « sensibilité d'un habitat marin » et de l'appliquer à des fins de gestion. On peut définir la sensibilité de l'habitat selon l'ampleur et la durée des dommages causés par un facteur extérieur précis. La sensibilité peut désigner la fragilité structurale de tout l'habitat par rapport à un impact physique, ou l'intolérance de certaines espèces qui composent l'habitat à l'égard de facteurs environnementaux tels que l'exposition, les fluctuations de la salinité ou les variations de température (CIEM, 2002).

2. La sensibilité d'un habitat marin particulier peut être mesurée à l'aide des éléments suivants :

- les facteurs physiques, chimiques et biologiques qui peuvent avoir un effet sur l'habitat;
- la quantification de ces effets en fonction des résultats (p. ex. perte d'une partie de l'habitat, réduction de l'intégrité fonctionnelle de l'habitat).

3. Il est important de décrire toutes les interactions possibles entre les facteurs susceptibles d'avoir des effets sur l'habitat.

4. Les facteurs doivent être évalués à l'échelle spatiale et temporelle appropriée. Certains facteurs nécessiteront une évaluation à l'échelle de la baie ou de la masse d'eau, tandis que d'autres pourront être étudiés à une bien plus petite échelle (p. ex. au niveau de l'empreinte). Il peut être utile de décrire les effets sur une échelle de distance. Toutefois, certaines influences locales peuvent modifier les unités utilisées pour l'échelle (p. ex. des dizaines de mètres plutôt que des centaines de mètres pour le même genre de changement environnemental).

5. Il faut des programmes de surveillance pour saisir les deux échelles, spatiale et temporelle, de même que les influences localisées sur la sensibilité de l'habitat. De plus, cette surveillance est particulièrement importante lorsque le cadre réglementaire est orienté vers la protection d'un habitat particulier.

6. La zostère est un habitat plus sensible que la laminaire.

7. Les habitats de zostères et de laminaires sont sensibles aux changements suivants (tableaux 3 et 4) :
   - augmentation du sulfure dans les eaux interstitielles (zostère seulement);
   - charge d'éléments nutritifs (surtout la zostère; les limites pour la laminaire sont inconnues);
   - formation de tapis de macroalgues, communément *Ulva / Enteromorpha* (surtout des zostères; les limites pour la laminaire sont inconnues);
   - faible teneur en oxygène dans la colonne d'eau (surtout pour la zostère; les limites pour la laminaire sont inconnues);
   - réduction de la lumière ambiante et de l'ombrage;
   - sédimentation.

Ces changements peuvent être associés à la pisciculture (entre autres activités).

8. Les lignes directrices relatives au choix des emplacements pour la pisciculture varient largement d'un bout à l'autre du pays, en ce qui a trait aux habitats de zostères et de laminaires. Les connaissances actuelles concernant les effets de l'aquaculture sur ces habitats sont insuffisantes pour démontrer sur un plan écologique si ces lignes directrices sont appropriées (c.-à-d. que les connaissances actuelles ne peuvent montrer si les lignes directrices assurent une protection appropriée).

9. L'approche utilisée dans le document de travail est utile et peut être appliquée à la détermination de la sensibilité d'autres genres d'habitats marins aux effets de l'aquaculture.

Tableau 3 : Facteurs portant atteinte à la zostère, y compris les niveaux seuils.

	ÉLÉMENT	SEUIL AUQUEL LES HERBIERS DE ZOSTÈRE PEUVENT ÊTRE ENDOMMAGÉS	RÉFÉRENCE
Facteurs chimiques			
charge en éléments nutritifs	nitrate - colonne d'eau	5 à 10 µM NO_3 -N d^{-1} (*Zostera marina*)	Burkholder et coll., 1994
	nitrate – eau interstitielle	20 mM (inhibition de la croissance chez *Z. marina*)	Peralta et coll., 2003
	sulfure– eau interstitielle[1]	> 70 µM H_2S (réduction de la croissance chez *Z. marina*)	Terrados et coll., 1999
	sulfure– eau interstitielle[1]	> 800 µM H_2S (réduction de la photosynthèse chez *Z. marina*)	Goodman et coll., 1995
	charge en éléments nutritifs[1]	30 kg N ha^{-1} an^{-1} (perte de superficie de 80 à 96 % des herbiers de *Z. marina*)	Hauxwell et coll., 2003
	charge en éléments nutritifs[1]	≥ 60 kg N ha^{-1} y^{-1} (disparition des herbiers de *Z. marina*)	Short et Burdick, 1996; van Katwijk et coll., 1999; Hauxwell et coll., 2003
	voûte de macroalgues[1]	9 – 12 cm (déclin de *Z. marina*)	Hauxwell et coll., 2001
	tapis d'*Enteromorpha*[1]	poids humide ~ 4,5 kg m^{-2} (réduction de la biomasse par 50 % chez *Z. capricorni*)	Cummins et coll., 2004
faible teneur en oxygène	colonne d'eau [O_2][1]	< 63 µM (réduction de la croissance chez *Z. marina*)	Holmer et Bondgaard, 2001
	colonne d'eau [O_2] plus [H_2S][1]	< 63 µM O_2 plus ≥ 100 µM H_2S (cessation de la photosynthèse chez *Z. marina*)	Holmer et Bondgaard, 2001
	anoxie - colonne d'eau[1]	quelques jours (disparition des herbiers de *Z. marina*)	Plus et coll., 2003
Facteurs biologiques			
herbivorie	Rissoidae	> 30 individus par tige (déclin de la biomasse chez *Z. marina*)	Fredriksen et coll., I2004
	Idotea	~ 100 individus m^{-2} (perte de biomasse chez *Z. marina*)	Duffy et coll., 2001
	prédation des graines et des plantules par des invertébrés	aucun seuil établi	Wigand et Churchill, 1988
bioturbation	*Dendraster excentricus*	~ 20 individus m^{-2} (empêche la colonisation par *Z. marina*)	Backman, 1984

[1] Cet élément est associé aux effets de la pisciculture.

Tableau 3 : suite

	ÉLÉMENT	SEUIL AUQUEL LES HERBIERS DE ZOSTÈRE PEUVENT ÊTRE ENDOMMAGÉS	RÉFÉRENCE
	Neotrypaea californiensis	100 individus m^{-2} (empêche la colonisation par *Z. marina* et *Z. japonica*)	Dumbauld et Wyllie-Echeverria, 2003; Harrison, 1987
	Arenicola marina	68 individus m^{-2} (enfouissement de *Z. noltii*)	Philippart, 1994
	Hediste [*Nereis*]	400 – 700 individus m^{-2} (à l'exclusion de *Z. noltii*)	Hughes et coll., 2000
espèces introduites	*Carcinus maenas*	≥ 4 individus m^{-2} (*Z. marina*)	Davis et al., 1998; David Garbary, données inédites
	Musculista senhousia	masse sèche de 800 g m^{-2} (inhibition de la formation de rhizomes chez *Z. marina*)	Reusch et Williams, 1998
	Codium fragile ssp. *tomentosoides*	aucun seuil établi (*Z. marina*)	Garbary et coll., 1997
agents pathogènes	*Labyrinthula zosterae*	> 50 % de la limbe des feuilles (production de feuilles cesse chez *Z marina*)	Ralph et Short, 2002
Facteurs physiques			
intensité lumineuse[1,2,3]	% de lumière en surface	< 10 % (*Z. marina*)	Short et coll., 1995
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	< 10 à 20 (*Z. marina*)	Marsh et coll., 1986; Peralta et coll., 2003
	aucune lumière	plusieurs semaines (disparition des herbiers de *Z. marina*)	Cabello-Pasini et coll., 2002
salinité et température	salinité	> 26 à 30 ‰ (*Z. marina*)	van Katwijk et coll., 1999
	température	>25 à 30 °C (*Z. marina*)	Greve et coll., 2003
courants et affouillement	cm s^{-1}	< 16 (inhibition de la croissance de *Z. marina*)	Fonseca et Kenworthy, 1987; Koch, 2001
	cm s^{-1}	~ 25 (point de transition pour *Z. marina*)	Fonseca et Bell, 1998
	cm s^{-1}	> 50 (inhibition de la croissance chez *Z. marina*)	Fonseca et al., 1983; Fonseca et Kenworthy, 1987; Koch, 2001
	cm s^{-1}	>120 à 180 (limite maximale pour *Z. marina*)	Fonseca et coll., 1983; Fonseca et Kenworthy, 1987; Koch, 2001
sédimentation[1]	profondeur d'enfouissement	≥ 25 % de hauteur des zostères (> 50 % mortalité chez *Z. marina*)	Mills et Fonseca, 2003

[2] Les calculs de l'intensité lumineuse devraient tenir compte de l'effet d'ombrage des épiphytes (c.-à-d. mesurer l'intensité lumineuse à la surface réelle des limbes).

[3] La salinité, la température et les charges en éléments nutritifs auront une incidence sur les niveaux de compensation de l'intensité lumineuse.

Tableau 4 : Facteurs portant atteinte aux laminaires, y compris les niveaux seuils.

	ÉLÉMENT	SEUIL AUQUEL LES GISEMENTS DE LAMINAIRES PEUVENT ÊTRE ENDOMMAGÉS	RÉFÉRENCE
Facteurs chimiques			
manque d'éléments nutritifs	azote - colonne d'eau	≤1 µM l^{-1} (*M. pyrifera*)	Dean et Jacobsen, 1986
charge en éléments nutritifs[4]	charge en éléments nutritifs	aucun seuil établi	
	voûte de macroalgues	aucun seuil établi	
faible teneur en oxygène[4]		aucun seuil établi	
Facteurs biologiques			
herbivorie	oursins	environ 20 - 30 individus m^{-2} (dénudation, exclusion de *Laminaria)*	Chapman, 1981; Johnson et Mann, 1993
	Lacuna vincta	~ 300 individus par thalle de *Laminaria*	Fralik et coll., 1974
	Tegula pulligo	aucun seuil établi (*M. pyrifera* et *integrifolia*)	Watanabe, 1984; Durante et Chia, 1991; Sala et Graham, 2002
	Katharina tunicata	aucun seuil établi (*L. groenlandica*)	Duggins et Dethier, 1985
	Peramphithoe stypotrupetes	aucun seuil établi (*L. setchellii*)	Chess, 1993
salissures / espèces introduites	*Membranipora membranacea*	couverture de 60-70 % (perte d'un tiers de la limbe chez *M. pyrifera*)	Dixon et coll., 1981
	Membranipora membranacea	couverture > 50 % (défoliation du gisement de *Laminaria*)	Lambert et coll., 1992
	Membranipora membranacea	% couverture du sore proportionnel à la perte de spores produits (*L. longicruris*)	Saier et Chapman, 2004
	Codium fragile ssp. *tomentosoides*	aucun seuil établi (*Laminaria*)	Chapman, 1999; Levin et coll., 2002
	Sargassum muticum	aucun seuil établi (*L. groenlandica*)	Britton-Simmonds, 2004

[4] Cet élément est associé aux effets de la pisciculture.

Tableau 4 : suite

	ÉLÉMENT	SEUIL AUQUEL LES GISEMENTS DE LAMINAIRES PEUVENT ÊTRE ENDOMMAGÉS	RÉFÉRENCE
agents pathogènes	*Trichosphaerium sieboldi*	aucun seuil établi (*Laminaria*)	Rogerson et coll., 1998
	bactérie de la pourriture	aucun seuil établi (*Laminaria, Macrocystis*)	North, 1979; Meili, 1991
	Streblonema	aucun seuil établi (*L. saccharina*)	Schaffelke et coll., 1996
Facteurs physiques			
intensité lumineuse[4,5]	µmol photons m^{-2} s^{-1}	< 5 à 5 °C < 20 à 25 °C (*L. saccharina*)	Davison et coll., 1991
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	< 3 à 15 °C (*L. digitata*)	Rodrigues et coll., 2000
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	< 6 (gamétophytes de *M. pyrifera*)	Deysher et Dean, 1986
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	≥ 700 (*L. saccharina*)	Bruhn et Gérard, 1996
	µmol photons m^{-2} s^{-1}	> 800 (*M. integrifolia, M. pyrifera*)	Graham, 1996
salinité et température	salinité	< 23 ‰ (limite pour *M. integrifolia*)	Druehl, 1978
	température	≥ 20 °C (*Macrocystis*)	North, 1979; Druehl, 1978; Deysher et Dean, 1986
	température	> 25 °C (*L. saccharina*)	Gerard et DuBois, 1988; Davison, 1987
courants et affouillement	cm s^{-1}	< 4 (*M. integrifolia*)	Hurd et coll., 1996
	cm s^{-1}	> 300 (dégâts causés par les tempêtes, *M. pyrifera*)	Graham et coll., 1997
sédimentation[4]	mg sédiment cm^{-2}	≥ 10 (empêche la fixation des spores chez *M. pyrifera*) ≥ 108 (étouffement des plantules de *M. pyrifera*)	Devinny et Volse, 1978
	enfouissement	enfouissement du stipe parfois toléré, mais pas de la limbe (*Macrocystis*)	North, 1979

[5] La salinité, la température et les charges en éléments nutritifs auront une incidence sur les niveaux de compensation de l'intensité lumineuse.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET ACTIVITÉS FUTURES

Conclusions générales

1. Le fondement scientifique de la gestion des effets de l'aquaculture sur les écosystèmes est actuellement incomplet. Cependant, les outils et les démarches utilisés par la Gestion de l'habitat du MPO pour la gestion par installation sont conformes à l'information scientifique existante.

2. Il existe un certain nombre de méthodes de surveillance et de modélisation pour soutenir la gestion. Les principales forces et faiblesses des différents outils sont exposés dans les sections du document. Toutefois, pour qu'un outil puisse être un guide de gestion fiable, il faut appliquer de bonnes pratiques scientifiques à toutes les étapes.
   a. Les programmes de surveillance devraient avoir recours à des normes d'assurance et de contrôle de la qualité pour l'échantillonnage, le traitement des échantillons et les analyses.
   b. Les méthodes de modélisation devraient être calibrées et validées de manière appropriée pour les conditions auxquelles le modèle est appliqué.

3. Pour à peu près tous les indicateurs des effets qui ont été examinés, on note des variations substantielles des niveaux de fond à différentes échelles spatiales et temporelles. Ainsi, il n'est ni possible, ni approprié de fixer des seuils opérationnels uniformes pour toute l'industrie, seuils qui déclencheraient la prise de mesures de gestion. Cependant, il est possible d'utiliser des *approches* uniformes avec des seuils quantitatifs régionaux ou locaux.

4. L'utilisation de mesures multiples de l'état et du changement de l'écosystème sera généralement la stratégie la plus efficace pour la gestion des effets de l'aquaculture sur l'écosystème. Les mesures multiples sont recommandées parce qu'une seule mesure, tout comme une suite de mesures, subira probablement l'incidence de diverses sources de variation en plus des effets de l'aquaculture.

5. Les outils et les méthodes de gestion actuellement employés ciblent principalement la zone à proximité (jusqu'à <50 mètres d'un parc en filet) et les applications réglementaires propres à une installation. Notre examen a trouvé plusieurs indications d'effets cumulatifs à distance (>500 mètres jusqu'à l'échelle locale d'une baie), tels que l'augmentation des éléments nutritifs dissous, les changements possibles dans les communautés de macroalgues et l'accroissement de la sédimentation dans les zones où la densité des activités aquacoles est élevée. Bien que diverses initiatives régionales soient en cours, il n'existe actuellement pas de programme global pour gérer ces effets à distance. Pour les quantifier et les gérer de manière précise, il faudra des méthodes et des outils nouveaux ou modifiés, une utilisation intensive de la modélisation et de l'analyse spatiale (cartographie), une approche très pratique aux stades de planification d'une industrie en expansion et exigera une démarche intégrée de gestion.

6. Les nouveaux outils proposés pour la gestion des effets de l'aquaculture sur l'environnement devraient être adoptés seulement quand les caractéristiques du rendement, par exemple la sensibilité, la spécificité et la rentabilité, sont connus.

7. Une démarche coopérative de la part, notamment, des gouvernements, de l'industrie et d'autres intervenants, est privilégiée pour évaluer les caractéristiques de rendement des outils de gestion nouveaux et déjà établis et des mesures des effets de l'aquaculture sur

l'environnement. La démarche coopérative devrait s'étendre au partage complet de toute l'information nécessaire pour évaluer les effets sur l'écosystème des installations aquacoles dans un secteur.

8. Les analyses et les modèles dont il est question dans le présent rapport visent à décrire la nature et la probabilité des changements de propriétés de l'écosystème. L'interprétation des résultats peut mener à la détermination de préoccupations écologiques en matière de conservation, mais elle n'inclut pas, ni ne devrait le faire, de jugement de la valeur sociale de ces changements. C'est l'ensemble de la démarche de gestion qui devrait tenir compte des propriétés écosystémiques d'importance sociale, culturelle ou économique, ainsi que des conseils scientifiques sur les conséquences des activités humaines sur l'écosystème.

Activités futures

Deux des conclusions générales servent de base aux activités futures entreprises avec les connaissances actuelles. Premièrement, bien que le fondement scientifique de la gestion des effets de l'aquaculture sur les écosystèmes soit incomplet, les outils et les démarches utilisés par la Gestion de l'habitat pour la gestion par installation sont conformes à l'information scientifique existante. Toutefois, compte tenu des incertitudes scientifiques mentionnées précédemment et de la grande proportion d'entre elles à l'égard desquelles des recherches supplémentaires, souvent menées en collaboration avec l'industrie, augmenteraient nos connaissances, les pratiques de gestion devront être adaptées à mesure que s'accumulent les connaissances. Ceci est particulièrement vrai pour la gestion des effets cumulatifs et à distance, si les preuves continuent de s'additionner, montrant que ce mode de gestion serait approprié.

Deuxièmement, pour à peu près tous les indicateurs des effets qui ont été examinés, on note des variations substantielles des niveaux de fond à différentes échelles spatiales et temporelles. Ainsi, il n'est ni possible, ni approprié de fixer des seuils opérationnels uniformes pour toute l'industrie, seuils qui déclencheraient la prise de mesures de gestion. Cependant, il est possible d'utiliser des *approches* uniformes avec des seuils quantitatifs régionaux ou locaux. Des recherches, des analyses, des activités de modélisation et de surveillance considérables seront nécessaires pour fixer les seuils quantitatifs régionaux et locaux et pour montrer que les seuils locaux et régionaux correspondent effectivement, à une approche nationale cohérente.

Pour ces deux raisons, il serait probablement opportun de tenir, périodiquement, des réunions d'examen et de consultation à l'échelle nationale, comme celle qui a donné lieu au présent rapport scientifique. Ces réunions devraient continuer d'inclure une combinaison équilibrée de chercheurs, de gestionnaires de divers niveaux de gouvernement, de participants de l'industrie et de membres de groupes d'intérêt public.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

ICES. 2002. Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems, 2002. ICES Cooperative Research Report, 254. 129 pp.

MPO. 2004. Revue de la littérature scientifique concernant les effets environnementaux potentiels de l'aquaculture sur les écosystèmes aquatiques. Volume III. Enrichissement organique à proximité des installations piscicoles en mer (D.J. Wildish, M. Dowd, T.F. Sutherland et C.D. Levings). Rapp. techn. can. sc. halieut. aquat. 2450: ix + 117 p.

MPO. 2005. Examen scientifique national par les pairs de la pisciculture marine en cage; 22-25 février 2005. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2005/006.

Pearson, T.H., et R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16: 229-311.

Sutherland, T.F. 2004. Framework for a Benthic Aquaculture Monitoring Program in the Pacific Region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/056. pp.19.

Documents de recherche du SCCS

Chamberlain, J., D. Stucchi, L. Lu and C. Levings. 2005. The suitability of DEPOMOD for use in the management of finfish aquaculture sites, with particular reference to Pacific Region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/035.

Page, F. 2005. A preliminary perspective on dissolved oxygen standards and models in the marine coastal zone with particular consideration of finfish aquaculture in the southwest New Brunswick portion of the Bay of Fundy. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/038.

Strain, P. 2005. Eutrophication Impacts of Marine Finfish Aquaculture. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/034.

Vandermeulen, H. 2005. Assessing Marine Habitat Sensitivity: A case study with eelgrass (*Zostera marina* L.) and kelps (*Laminaria, Macrocystis*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/032.

Wildish, D.W., G.W. Pohle, B.T. Hargrave, T.F. Sutherland and M.R. Anderson. 2005. Benthic monitoring methods for habitat management of finfish mariculture in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/039.

POUR DE PLUS AMPLES RENSEIGNEMENTS

Contactez : Jake Rice ou Liisa Peramaki
200, rue Kent
Ottawa (Ontario)
K1A 0E6

Téléphone : (613) 990-0288 / (613) 998-1446
Télécopieur : (613) 954-0807
Courriel : RiceJ@dfo-mpo.gc.ca
PeramakiL@dfo-mpo.gc.ca

Ce rapport est disponible auprès du :

Secrétariat canadien de consultation scientifique
Région de la capitale nationale
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario)
K1A 0E6

Téléphone : (613) 990-0293
Télécopieur : (613) 954-0807
Courriel : CSAS@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas

ISSN 1480-4921 (imprimé)
© Sa Majesté la Reine, Chef du Canada, 2005

An English version is available upon request at the above address.

LA PRÉSENTE PUBLICATION DOIT ÊTRE CITÉE COMME SUIT :

MPO, 2005. Évaluation de la pisciculture en cages dans le milieu marin. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2005/034.